

Universitat de Lleida

Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària

Emisiones de gases contaminantes en
explotaciones de vacuno lechero: sistema de
cama compostante versus cubículos

Trabajo Final del Grado en Ciencia y Producción Animal

Alumno: Esperanza Fuertes Gimeno

Tutor: Joaquim Balcells

Cotutor: Ahmed Reza Seradj

Lleida, Septiembre de 2019

ÍNDICE

1. Introducción. Sistemas de alojamiento en vacuno de leche	p.8
2. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y amoníaco	p.9
2.1. Síntesis de Dióxido de Carbono	p.10
2.2. Síntesis de Metano	p.10
2.3. Síntesis de Óxido nitroso	p.10
2.4. Síntesis de Amoníaco	p.11
3. Objetivos del estudio	p.12
4. Material y Métodos de determinación	p.13
4.1. Área de estudio	p.13
4.2. Recolección de gases en dos sistemas de alojamiento	p.13
4.2.1. Recolección de gases en sistema de cama compostante o cama caliente	p.13
4.2.1.1. Gases de efecto invernadero	p.14
4.2.1.2. Amoníaco	p.15
4.2.2. Recolección de gases en sistema de cubículos	p.16
4.3. Recolección y muestreos gaseosos	p.17
4.3.1. Gases de efecto invernadero	p.17
4.3.2. Amoníaco	p.18
4.3.3. Análisis químico	p.20
4.3.3.1. Gases de efecto invernadero	p.20
4.3.3.2. Amoníaco	p.20
4.4. Cálculos y análisis estadístico	p.20
4.4.1. GEI en fase estática de ambos sistemas	p.20
4.4.2. GEI en fase dinámica del sistema cama compostante	p.21
4.4.3. NH ₃ en fase estática de ambos sistemas	p.21
4.4.4. NH ₃ en fase dinámica del sistema cama compostante	p.22
5. Resultados	p.23
6. Discusión	p.31
7. Conclusión	p.36
8. Bibliografía	p.37

Índice de Figuras

Figura 1. Emisiones globales por especie en equivalente de CO ₂	p.9
Figura 2. Proceso de nitrificación-desnitrificación	p.10
Figura 3. Equilibrio dinámico entre amoníaco e ión amonio	p.10
Figura 4. Cámaras de flujo portátiles y sus correspondientes conexiones entre ellas	p.14
Figura 5. Distribución de las cámaras en el perímetro de muestreo	p.15
Figura 6. Compartimento-simulador estanco	p.15
Figura 7. Interior del compartimento	p.15
Figura 8. Labrado mecánico en el interior de la estructura estanca	p.16
Figura 9. Anemómetro electrónico	p.16
Figura 10. Estructura empleada para las mediciones en fosa	p.17
Figura 11. Bomba peristáltica.	p.18
Figura 12. Equipo de recolección de GEI	p.18
Figura 13. Medidor electrónico del flujo inducido por la bomba peristáltica	p.18
Figura 14. Caudalímetro empleado para la medición de la velocidad de la bomba de aire	p.19
Figura 15. Sistema de captación de NH ₃	P.19

Índice de Tablas

Tabla 1. Características de cada explotación, tipo de suelo y de manejo del estiércol en estabulación libre usando cama compostada (CC) o cubículos (CUB) como sistemas de alojamiento p.23

Tabla 2. Ingredientes (kg MF) y composición química (g/Kg MS) en las raciones “unifeed” empleadas durante el ensayo en cada una de las explotaciones comerciales analizadas. p.25

Tabla 3: Número de animales y características productivas en las vacas en lactación en las explotaciones de vacuno lechero con un sistema de gestión de deyecciones basado cama compostante (Explotaciones 1, 2 y 3) o en cubículos convencionales (Explotaciones 4, 5 y 6) registradas en el periodo invernal (meses de enero a febrero) p.26

Tabla 4. Temperaturas medias registradas en las estaciones meteorológicas de Vallfogona de Balaguer, el Poal, Raimat y Torres de Segre, más próximas a las explotaciones de vacuno lechero con un sistema de gestión de deyecciones basado cama compostante (explotaciones 1, 2 y 3) o en cubículos (explotaciones 4, 5 y 6) registradas en periodo invernal (meses de enero a febrero de 2019) p.27

Tabla 5. Emisión de NH_3 y gases con efecto invernadero expresado por g/m^2 en explotaciones de vacuno lechero con sistema de gestión de deyecciones basado en cama compostante y cubículos p.28

Tabla 6. Valores medios correspondientes a la emisión de NH_3 y gases con efecto invernadero (CH_4 , N_2O y CO_2) expresado por g/m^2 en explotaciones de vacuno lechero con un sistema de gestión de deyecciones basado cama compostante p.29

Tabla 7: Emisión de NH_3 y gases con efecto invernadero (CH_4 , N_2O y CO_2) expresado por g/animales/día , considerando animales presentes en la explotación el día de muestreo p.29

Tabla 8: Valores medios correspondientes a la emisión de NH_3 y GEI (CH_4 , N_2O y CO_2) expresado por g/animales/día , considerando los animales presentes en la explotación el día de muestreo p.30

RESUMEN

En las últimas décadas, la concentración en la atmósfera de determinados gases contaminantes tales como el dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) óxido nitroso (N_2O) y amoníaco (NH_3) ha incrementado notablemente contribuyendo al denominado como efecto invernadero, siendo su principal origen las actividades humanas. Dentro de estas, el vacuno lechero es una importante fuente de emisiones. La intensificación de la producción ganadera conduce a volúmenes crecientes de deyecciones a gestionar, que son una fuente de gases de efecto invernadero (GEI), y NH_3 y dicha emisión depende de cómo estas deyecciones sean gestionadas. Por ello el trabajo se plantea con un doble objetivo: analizar las emisiones de gases contaminantes procedentes de vacuno lechero comparando los dos sistemas más comúnmente empleados en Cataluña: cama compostante y sistema convencional de cubículos. Se ha diseñado un modelo experimental que se ha aplicado en seis explotaciones (tres correspondientes al sistema de cama compostante y tres al de cubículos) ubicadas geográficamente en un territorio de características similares (Plana de Lleida) durante un mismo periodo temporal (invierno de 2019). Los resultados, los cuales fueron expresados en gramos de gas/ m^2 y día y en gramos/animal y día, nos confirman la existencia de diferencias en el nivel de gases contaminantes generados entre los dos sistemas analizados, siendo el sistema de cama compostante el que registró mayores emisiones, principalmente durante las operaciones de compostaje del estiércol. Finalmente, se argumentan los principales motivos de las diferencias halladas entre las emisiones de ambos sistemas.

Palabras clave: Amoníaco, GEI, estiércol, sistemas de alojamiento, vacuno lechero

RESUM

En les últimes dècades, la concentració en l'atmosfera de determinats gasos contaminants com ara el diòxid de carboni (CO₂), metà (CH₄), l'òxid nitrós (N₂O) i l'amoníac (NH₃) ha incrementat notablement contribuint a l'anomenat com a efecte hivernacle, sent el seu principal origen les activitats humanes. Dins d'aquestes, el boví lleter és una important font d'emissions. La intensificació de la producció ramadera condueix a volums creixents de dejeccions a gestionar, que són una font de gasos d'efecte hivernacle (GEH), i NH₃ i aquesta emissió depèn de com aquestes dejeccions siguin gestionades. Per això el treball es planteja amb un doble objectiu: analitzar les emissions de gasos contaminants procedents de boví lleter comparant els dos sistemes més comunament emprats a Catalunya: llit compostant i sistema convencional de cubicles. S'ha dissenyat un model experimental que s'ha aplicat en sis explotacions (tres corresponents al sistema de llit compostant i tres més al d'cubicles) ubicades geogràficament en un territori de característiques similars (Pla de Lleida) durant un mateix període temporal (hivern de 2019). Els resultats, els quals van ser expressats en grams de gas/m² i dia i en grams/animal i dia, ens confirmen l'existència de diferències en el nivell de gasos contaminants generats entre els dos sistemes analitzats, sent el sistema de llit compostant el que registrar majors emissions, principalment durant les operacions de compostatge dels fems. Finalment, s'argumenten els principals motius de les diferències trobades entre les emissions de tots dos sistemes.

Paraules clau: Amoníac, GEH, fem, sistemes d'allotjament, boví lleter

SUMMARY

The concentration in the atmosphere of certain pollutant gases such as carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) nitrous oxide (N₂O) and ammonia (NH₃) has increased in the last decades contributing significantly to the global warming, mainly due to human activities. Within these, animal production takes an important role, being dairy production a great contributor to the emissions of these pollutant gases. The intensification of livestock production leads to increasing volumes of dejections to be managed, which are a very susceptible source of greenhouse gases (GHG), and NH₃, depending on the way in which these dejections are managed. Therefore, this work propose a double objective: to analyze the emissions of pollutant gases from dairy cattle comparing the two systems most commonly used in Catalonia: composting bed and conventional cubicle system. An experimental model is designed to be carried out in six farms (three corresponding to the composting bed system and three to the cubicles) located geographically in a territory of similar characteristics (Plana de Lleida) during the same period (Winter 2019). The results, which were expressed in grams of gas/m² and day and in grams/animal and day, confirm the existence of differences in the level of pollutant gases generated between the two systems analyzed, being the composting bed system which recorded higher emissions, mainly during manure composting operations. Finally, the main reasons for the differences found between the emissions of both systems are argued.

Keywords: Ammonia, GHG, manure, housing systems, dairy cattle

1. INTRODUCCIÓN. SISTEMAS DE ALOJAMIENTO EN VACUNO LECHERO

Los sistemas de alojamiento en el ganado vacuno destinado a la producción lechera tienen un importante impacto en la salud y longevidad de estos animales. En la actualidad los sistemas de alojamiento son comúnmente en estabulación libre; en estos alojamientos se distinguen tres zonas: zona de reposo, zona de ejercicio y zona de alimentación; las características y dimensiones de estas variarán según el tipo de alojamiento pero en cualquier caso el animal puede moverse libremente dentro del establo.

Actualmente el sistema convencional en el sector del vacuno lechero en Cataluña es el sistema de estabulación libre en cubículos, aunque recientemente el sistema israelita, de cama compostante o cama caliente ha tenido una importante difusión.

En el caso de alojamiento en cubículos el animal dispone de un área de descanso individual, constituida por compartimentos con un lecho formado por diferentes opciones de materiales (paja, arena...). Los cubículos se separan entre sí mediante barreras metálicas, y se sitúan en hileras paralelas a lo largo de los pasillos de circulación. Lo más habitual es que el suelo de estos sea de hormigón con rejilla, de modo que la fracción líquida de las deyecciones pueda ser recogida. Respecto a la fracción más sólida, cada cierto tiempo (entre 2 y 4 horas) los pasillos de circulación son limpiados mediante un sistema automático basado en la circulación de arrobaderas, de esta forma las deyecciones son conducidas hasta una fosa ubicada al aire libre. Este sistema de producción permite reducir la cantidad de material utilizada para la cama, una mayor limpieza en el ganado y una reducción en la superficie empleada como área de reposo.

El segundo tipo de alojamiento es conocido como cama compostante, o bien "cama caliente", en el cual el ganado descansa sobre una cama constituida por sus propias deyecciones que son compostadas "in situ" mediante laboreos diarios de una grada rotativa (2 o 3 diarios), y en algunos casos mediante la adición de materiales como la paja o serrín. Una variable se basa en recolectar parte de las deyecciones depositadas en el pasillo de alimentación [40-60 % del total excretado, (Balcells et al. 2019, Datos sin publicar)], que son almacenadas de forma independiente en el estercolero.

Este último sistema permite reducir significativamente la cantidad de deyecciones (Tn/vaca) producidas y una mejora en el estado sanitario de los animales [menor nivel de cojeras, menor incidencia de mastitis (Astizet al., 2014)];no obstante se desconoce el impacto ambiental producido por este tipo de manejo de las deyecciones.

2. EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI) Y AMONIACO

La ganadería representa el 14,5% del total de emisiones de GEI antropogénicas, por lo que juega un papel crucial en el cambio climático (Gerber et al., 2013). Los principales GEI generados por esta actividad son el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O), los cuales poseen una actividad radiactiva 25 y 298 veces, respectivamente, la del CO_2 . Además, se debe tener en cuenta que el 68% del amoníaco (NH_3) emitido procede de la ganadería (Pérez et al., 2008), por lo que su control también será de gran importancia.

Dentro del sector ganadero, el ganado vacuno es el principal responsable de la contribución de la ganadería al cambio climático. Sobre el vacuno lechero, cabe resaltar que es el responsable del 20% de las emisiones totales del sector ganadero (FAO, 2006).

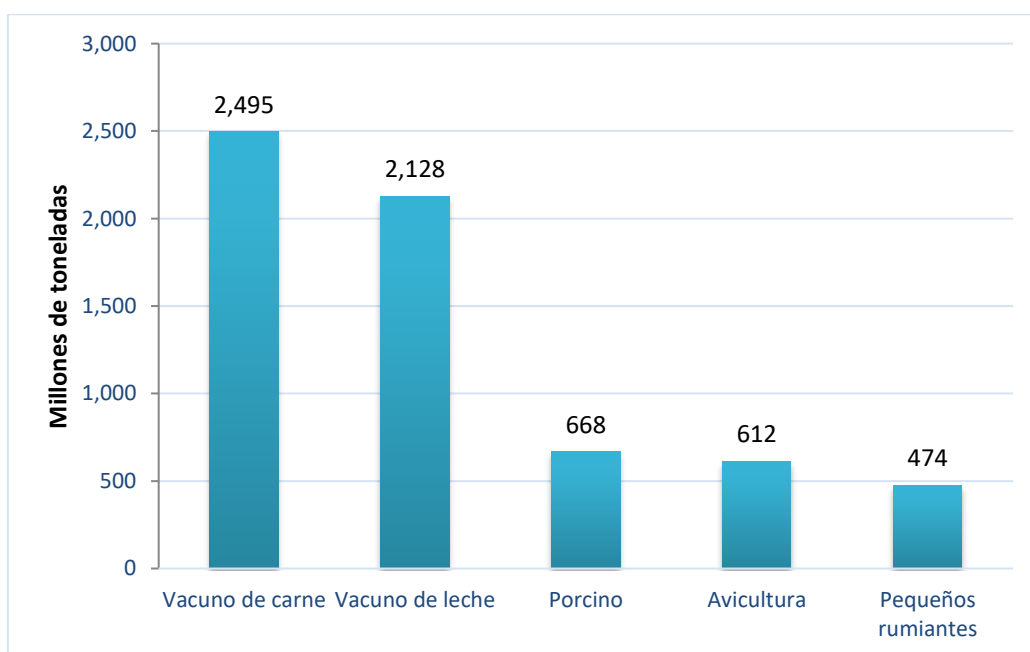


Figura 1. Emisiones globales por especie en equivalentes de CO_2 (Gerber et al., 2013).

El estiércol contiene dos componentes que pueden dar lugar a la generación de GEI durante su almacenamiento: materia orgánica (MO), que puede ser convertida en CH_4 , y Nitrógeno, el cual puede producir N_2O y NH_3 (Chadwick et al., 2011). El CH_4 es liberado durante la descomposición anaerobia de la materia orgánica; el Nitrógeno, durante el almacenamiento y procesado puede ser liberado a la atmósfera en su mayor parte en forma de NH_3 , pudiendo ser también transformado en N_2O (Gerber et al., 2013). El manejo de las deyecciones es crucial a la hora de estimar las emisiones

generadas, por lo que es importante conocer la dinámica de generación de cada gas con tal de poder minimizar o eliminar sus emisiones.

2.1. SÍNTESIS DE CO₂

El CO₂ es liberado a la atmósfera durante la fermentación de la MO presente en el estiércol. Los valores de emisión de CO₂ se estiman que son 80 veces superiores a los de CH₄ (Vac et al., 2013), sin embargo, tal y como se ha comentado su actividad radiactiva es mucho menor a la de otros GEI.

2.2. SÍNTESIS DE CH₄

La formación de CH₄, también conocida como metanogénesis, es un proceso de fermentación de MO en el cual se suceden una serie secuencial de procesos químicos resultantes de la actividad de consorcios anaerobios de bacterias fermentativas junto con arqueas metanogénicas, que metabolizan los sustratos orgánicos disponibles en el estiércol (Barret et al., 2013; Morazán, 2014). Las comunidades de bacterias hidrolíticas, acidogénicas y acetogénicas fermentan las macromoléculas en acetato, H₂, formiato y CO₂. Estos intermediarios se convierten luego en CH₄ y CO₂ mediante arqueas hidrogenotróficas y/o acetoclásticas. En este proceso de respiración estrictamente anaeróbica, el receptor final de electrones no será el oxígeno sino el carbono (Moss et al., 2000). Las emisiones de CH₄ procedentes de estiércol se ven influenciadas por varios factores, que estarán relacionados con el crecimiento de determinadas poblaciones microbianas responsables de la formación del CH₄. Entre estos factores, señalar la temperatura, el pH, la humedad, la presencia de sólidos volátiles [considerados como la fracción de MO presente en el estiércol con capacidad para generar CH₄ (Melrose et al., 2015)] y el tiempo y tipo de almacenamiento (Blanes-Vidal et al., 2008; De Blas et al., 2008).

2.3. SÍNTESIS DE N₂O

El estiércol es responsable de cerca del 25% de las emisiones antropogénicas de N₂O (IPCC, 2007). Su formación se produce en el transcurso de las fases sucesivas de nitrificación y desnitrificación del ciclo del nitrógeno. Primeramente, en la nitrificación se transforma el nitrógeno orgánico en condiciones aerobias con tal de generar nitritos (NO₂⁻), que posteriormente son oxidados a nitratos (NO₃⁻). En la fase de desnitrificación el NO₃⁻ es reducido a N₂ en condiciones anaerobias (Sanjo et al., 2016). Durante la sucesión de estos procesos, el N₂O puede ser liberado como consecuencia de reacciones incompletas (Waldrup et al., 2016). En condiciones óptimas, durante el proceso de nitrificación-desnitrificación la producción de N₂O será mínima,

aumentando ante la incidencia de diversos factores como son la temperatura, el pH, los contenidos en agua y la tasa C/N, entre otros.

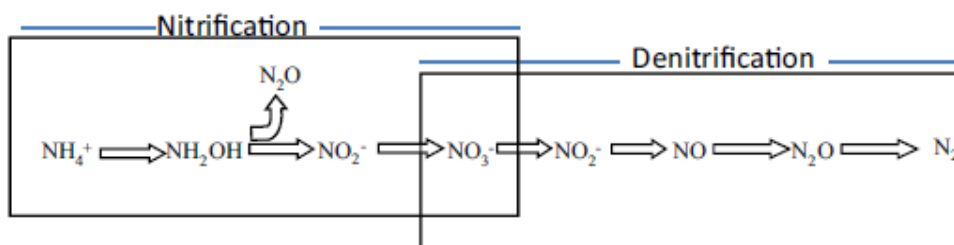


Figura 2. Proceso de nitrificación-desnitrificación (Chadwick et al., 2011)

2.4. SÍNTESIS NH_3

La emisión de amoníaco de las deyecciones tiene un doble origen: por una parte, el nitrógeno orgánico presente en las heces; por otra, la degradación enzimática de la urea contenida en la orina tras su hidrólisis mediante enzimas ureasas, siendo esta última la fracción más relevante. Sobre el primer origen, durante la excreción y almacenamiento el nitrógeno ligado orgánicamente en las heces comienza a mineralizarse a NH_4^+ , sustrato inicial para los procesos de nitrificación y desnitrificación. Si se dan las condiciones adecuadas, el ión NH_4^+ será transformado en NH_3 , su forma gaseosa, pudiendo ser entonces volatilizado (NRCS, 2007).

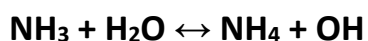


Figura 3. Equilibrio dinámico entre amoníaco e ión amonio (Sanz, 2007).

3. OBJETIVOS

El sistema de estabulación libre en cubículos es el sistema más convencional y común aunque recientemente se ha tenido cierta difusión el sistema de cama compostante, conocido comúnmente como sistema israelita. Este último sistema de gestión de deyecciones parece tener algunas ventajas a nivel sanitario y permite reducir el volumen de deyecciones. En el presente trabajo se plantea la hipótesis de que las emisiones de gases contaminantes podrían diferir entre sistemas, y por ello tiene como objetivo realizar un análisis comparativo de las emisiones de amoníaco (NH_3), dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) entre ambos sistemas de alojamiento.

4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDIO

La provincia de Lleida concentra en término medio las mayores explotaciones de vacuno de leche de toda Cataluña, según la Consejería de Agricultura. En la actualidad dispone de 126 granjas en activo (26% del total de Cataluña), con un censo de 27.208 reproductoras en aptitud lechera y una media de 216 vacas por explotación (Gencat, 2019).

Así pues, este Trabajo se realizó en seis explotaciones ubicadas en la Plana de Lleida; tres de ellas disponen de sistema de cama compostante y las otras tres emplean estabulación en cubículos. Se realizaron dos muestreos semanales en cada una de las explotaciones analizadas durante los meses de enero y febrero del invierno de 2019.

- Explotaciones de sistema de cama compostante:
 - Explotación 1: Ramaderia Fontanals, ubicada en Torres de Segre
 - Explotación 2: Cal Perches, ubicada en Tèrmens,
 - Explotación 3: Ramaderia Cal Padrí, ubicada en Linyola,
- Explotaciones de cubículos:
 - Explotación 4: Ramaderia González, ubicada en Sucs.
 - Explotación 5: Ramaderia Cal Serret, ubicada en Vallfogona de Balaguer
 - Explotación 6: Ramaderia La Saireta, ubicada en Vallfogona de Balaguer.

4.2. RECOLECCIÓN DE GASES EN DOS SISTEMAS DE ALOJAMIENTO

La determinación de emisiones de GEI y NH₃ se realizó siguiendo una metodología similar para ambos sistemas de alojamiento; sin embargo, en cada uno se consideraron ciertas peculiaridades, lo que implica modificaciones en el protocolo de recogida de muestras representativas y que se procede a detallar a continuación.

4.2.1. Recolección de gases en sistema de cama compostante o cama caliente

En este sistema distinguiremos dos tipos de emisiones, la **emisión estática**, que es la emisión que se produce cuando no se actúa directamente sobre las deyecciones almacenadas, y la **emisión dinámica** que es la que se generaría durante y en el periodo inmediatamente posterior al laboreo mecánico del lecho de deyecciones; en este segundo caso el proceso de laboreo en las explotaciones objeto del presente estudio se

realizaba dos veces al día, coincidiendo con los periodos de alimentación de las vacas. Por todo ello se diseñaron sistemas de medición diferenciales para ambas fases que denominamos a partir de ahora como FASA ESTÁTICA (FE) y FASE DINÁMICA (FD) de emisión.

4.2.1.1. Fase estática:

Para la realización de esta fase se diseñaron cuatro cámaras de flujo portátiles (CFP) a partir de un material inerte (PVC: 20 cm Ø y 40 cm de profundidad, Figura 4). Las CFP se colocaron sobre el lecho compostante, evitando los límites del lecho y protegiéndolas de la acción de los animales mediante un vallado perimetral de 3x3 metros. Dos de las cámaras se destinaron a determinar la emisión de NH_3 , mientras que las otras dos restantes se emplearon para la determinación de los GEI; las campanas de cada pareja estaban interconectadas entre sí (Figura 5).



Figura 4. Cámaras de flujo portátiles y sus correspondientes conexiones entre ellas.

La emisión gaseosa se determinó por la diferencia entre las concentraciones del aire (limpio) que llegaba a la cámara a partir de un tubo (teflón, 4 mm Ø interno) procedente del exterior y el aire extraído de la cámara a través de un segundo tubo de teflón ubicado en la parte contraria de la CFP (Figura 4). El flujo era inducido mediante una bomba peristáltica (para los GEI) y una bomba de aire (para el NH_3) ubicadas en la estación de análisis exterior, que permitían que los gases fuesen recogidos.

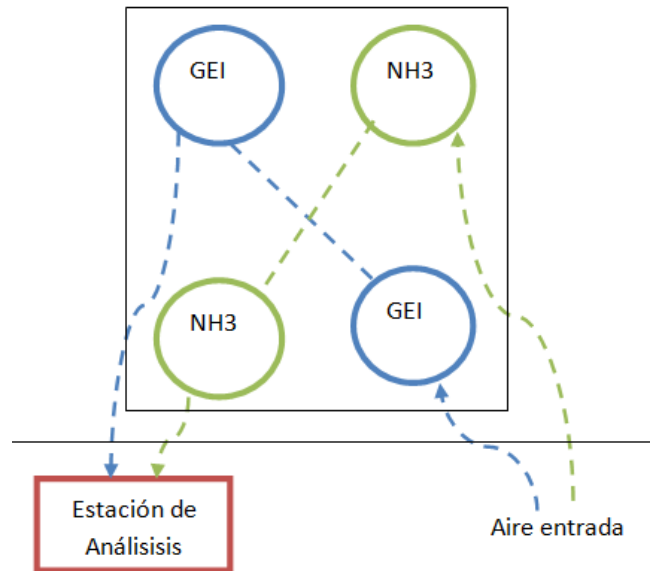


Figura 5. Distribución de las cámaras en el perímetro de muestreo.

4.2.1.2 Fase dinámica

Para determinar la emisión registrada en la FD se diseñó un compartimento-simulador estanco (Figura 6 y 7) sobre una superficie del lecho compostante de 2,5m x 1,5m. Una vez sellada esta estructura, se procedió a su arado mecánico mediante un motocultor (Honda 1 velocidad Altex 5,5 cab 90cm fresa, Japón, Figura 8) simulando en profundidad (>25 cm de profundidad) y tiempo al laboreo ejercido sobre el resto del lecho compostante por la grada rotativa. En este periodo y con un procedimiento similar al desarrollado en las CFP se determinó la emisión de NH_3 y GEI. La emisión de gases del motocultor quedó externalizada.



Figura 6. Compartimento-simulador estanco.



Figura 7. Interior del compartimento.



Figura 8. Labrado mecánico en el interior de la estructura estanca.

La estructura estanca tenía una única entrada y salida de aire, en la cual se instaló un sistema de extracción (Soler y Palau TD-250/100 24-18W, 100mm, España). Se determinó el flujo de salida de aire a partir del diámetro del tubo de salida y la velocidad del aire registrada mediante un anemómetro electrónico (Extech SDL310:Thermo-Anemometer/Datalogger, USA) (Figura9). Se asumió que el flujo de salida debía corresponder al flujo de aire de entrada. Cuando el sistema se halló en equilibrio (30 min) se procedió al arado de la zona aislada; durante el tiempo de laboreo y un periodo consecutivo de 90 minutos se determinó la emisión gaseosa dinámica.



Figura 9. Anemómetro electrónico

4.2.2. Recolección de gases en sistema de cubículos

El método de recolección de gases fue similar al empleado en el sistema de cama compostante, ya que también se utilizaron las cuatro cámaras CFP utilizadas en la FE. Sin embargo, dado que en el sistema de cubículos se trabaja con purín líquido en la

fosa o balsa de purines, para evitar que las cámaras se hundiesen se les incorporó un sistema de flotación a partir de una caja de poliestireno expandido (Figura 10). El sistema se situó sobre el purín y permaneció flotando sobre la fosa de purines 24 horas. Tras este periodo se procedió a su recuperación y limpieza. Al igual que en el sistema anterior, las CFP se hallaban interconectadas dos a dos. Ambos grupos recibían aire limpio procedente del exterior y el aire extraído era bombeado a la estación de análisis situada al lado de la fosa de deyecciones. La emisión de gases se calculaba por diferencia entre los flujos y las concentraciones de entrada y salida de las CFP tal como fue descrito previamente (apartado 4.2.1.1.).

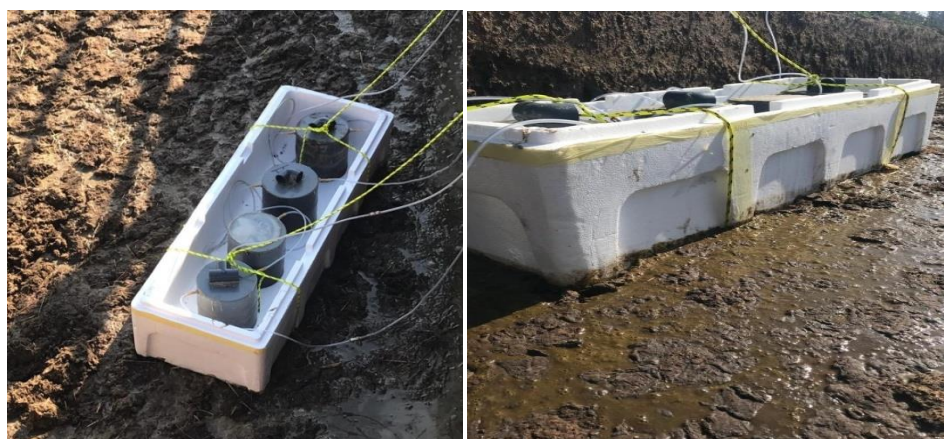


Figura 10. Estructura empleada para las mediciones en fosa.

4.3. RECOLECCIÓN Y MUESTREOS GASEOSOS

4.3.1 GEI

En la FE la renovación de aire de las CFP destinadas a la recolección de GEI se realizó mediante una bomba peristáltica (Gilson, Minipulse 3, Le Bel Villiers, Francia; Figura 11) siguiendo el protocolo propuesto por Morazán et al. (2013). El aire transportado desde las CFP era conducido a través de tubos de teflón (4 mm Ø) y almacenado en bolsas inertes (volumen de 10L, 15 µm de grosor) para su posterior análisis. El flujo de aire (ml/min) inducido en los diferentes canales de la bomba fue registrado en cada muestreo mediante un medidor electrónico (Alltech, IL, USA, Figura 13), con un valor medio del total de registros de 11,2 ml/min. El flujo de recogida de GEI fue inferior que el necesario para fijar el NH₃.



Figura 11. Bomba peristáltica



Figura 12. Equipo de recolección de GEI



Figura 13. Medidor electrónico del flujo inducido por la bomba peristáltica

De cada una de estas bolsas se extrajeron tres muestras de 12 ml mediante jeringas herméticas (Hamilton, USA), que fueron inmediatamente inyectadas en viales de vidrio de 12 ml (modelo 039W, Labco, High Wycombe, UK). En el caso de la fase dinámica, el flujo de aire de entrada y salida era sub-muestreado mediante tubos de teflón (4 mm Ø) y conducido a bolsas inertes (volumen de 10L, 15 µm de grosor) para su posterior análisis. El flujo de aire inducido en los diferentes canales se determinó de la misma forma que en el apartado anterior.

4.3.2 Amoníaco

Al igual que con los GEI, el aire del interior y exterior de la estructura es recogido por el sistema de medición mediante unos tubos (teflón, 4 mm Ø) que lo conducen hasta la estación de análisis gracias a la succión procedente de una bomba de aire colocada al final del circuito (KNF N035.3 AN.18 – IP20, USA); el flujo (fijado en 3 L/min) se determinó mediante caudalímetros (LZQ-1 0-5 LPM, Figura 9).

El muestreo de aire de entrada y salida de las CFP o de la estructura estanca se realizó bajo el mismo protocolo que los GEI pero a un mayor ritmo de flujo de muestreo, tal y como se definió en el apartado 4.3.1.



Figura 14. Caudalímetro empleado para la medición de la velocidad de la bomba de aire.

La concentración de NH_3 se determinó a partir del modelo propuesto por Goldman y Jacobs(1953); para ello el aire procedente de las cámaras pasa a través de una solución ácida que atrapa el NH_3 gaseoso, por lo que se las denomina trampas ácidas. En este caso como solución ácida se utilizó 100 ml de una solución 0,5 M de ácido sulfúrico (H_2SO_4). Transcurrido el tiempo de medición se recoge y analiza la solución ácida que ha captado al NH_3 .



Figura 15. Sistema de captación de NH_3 .

4.3.3. Análisis Químico

4.3.3.1. Gases de efecto invernadero

Las muestras gaseosas se analizaron mediante cromatografía de gases; el sistema estaba equipado con un detector de captura de electrones (ECD) y un detector de ionización de llama (FID), así como de tres válvulas automáticas para obtener los tres GEI de interés (CH_4 , CO_2 y N_2O). En este procedimiento la muestra volatilizada es inyectada en la cabeza de una columna, donde mediante un transportador gaseoso (*carrier gas*), que en este caso es el Hidrógeno (H_2), es inyectado y discriminado a través de la columna, permitiendo así identificar y cuantificar los gases objeto del presente estudio.

El detector de captura de electrones será el responsable de captar el carbono presente en CH_4 y el CO_2 , mientras que el FID detectará el N del N_2O . La temperatura del inyector y del horno se situó a 50°C , y la del FID y del EDC a 250°C y 300°C respectivamente. La temperatura del metanizador se situó a 375°C . Para el detector FID, se utilizó N_2 como gas compensatorio. Para el detector ECD, se usó como gas compensador el Helio. El volumen de muestra inyectado fue de 1 ml.

4.3.3.2. Amoniac

El Nitrógeno amoniacal se determinó por Kjeldhal mediante su destilación directa con bórico.

4.4. CÁLCULOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO

4.4.1 GEI en fase estática de ambos sistemas

Los valores de concentración (volumen/volumen; ppm) de cada GEI obtenidos de la cromatografía de gases fueron transformados a concentración en masa/volumen (mg/m^3) considerando el peso molecular de cada GEI, para lo cual se aplica la ecuación de gases ideales:

$$C_m = (C_v \times M \times P) / (R \times T)$$

Donde C_m es la concentración masa/volumen (mg/m^3), C_v corresponde a la concentración volumen/volumen (ppm), M es el peso molecular de cada GEI, P es la presión atmosférica, R es la constante de gas universal, y T es la temperatura en grados Kelvin.

La cantidad (mg) de cada GEI emitida durante las 24h de muestreo fue calculada a partir de la concentración del flujo de la bomba peristáltica que fue registrado en cada muestreo tal como fue descrito previamente.

La producción de GEI fue expresada en m^2 de superficie considerando la emisión y el área de cada CFP ($0,0628 \text{ m}^2$).

4.4.2 GEI en fase dinámica del sistema cama compostante

Al igual que en la fase estática, los valores de GEI (ppm) son transformados a mg/m^3 mediante la fórmula de los gases ideales. Conociendo el flujo de aire y su concentración se determina la producción dinámica de cada uno de los GEI. La producción de gases en el simulador estanco colocado sobre el lecho es corregido por la entrada basal de GEI; a partir del muestreo de los gases de entrada se obtiene la concentración basal en el aire de entrada, y a partir de dicha concentración y asumiendo que los flujos de entrada y salida de aire deben ser idénticos, se procede al cálculo de la producción por diferencia entre los flujos de entrada y salida de gases.

El laboreo se realizaba dos veces al día en las explotaciones objeto del presente estudio; por ello, para calcular las emisiones diarias en el sistema de cama compostante se debe multiplicar por dos los resultados de cada uno de los casos obtenidos en FD, para posteriormente sumar la producción en FE.

4.4.3 NH_3 en fase estática de ambos sistemas

La cantidad de NH_3 recogida en las trampas ácidas se determinó a partir de la concentración (mg N/L) por volumen de solución ácida. Los valores de Nitrógeno fueron transformados a NH_3 considerando el peso molecular del Nitrógeno y del NH_3 .

La cantidad absoluta de NH_3 recogido corresponde a la concentración de dicho gas por el flujo de aire registrado en cada medición. El flujo se ha calculado a partir de la velocidad del aire ($\approx 3 \text{ L/m}$) por la sección del tubo de salida. A partir del coeficiente entre la cantidad absoluta y el flujo de aire se determinó la concentración de NH_3 .

La diferencia entre las concentraciones del aire de entrada y salida corresponde a la emisión registrada, que una vez corregida por la superficie de las CFP (628 cm^2) permitió determinar la emisión por unidad de superficie ($\text{mg NH}_3/\text{m}^2$).

4.4.4 NH_3 en fase dinámica del sistema cama compostante

En esta fase, al igual que en la estática, se parte de los resultados obtenidos del laboratorio, los cuales vienen expresados en miligramos de nitrógeno por litro de ácido. Conocido el volumen de muestra, se calculan los miligramos de nitrógeno presentes en cada una de las muestras de ácido enviadas.

En el caso de la fase dinámica, el simulador estanco colocado sobre el lecho era sometido a un ritmo de renovación de aire cuyo flujo (F : L/min) era determinado por la velocidad y la sección del extractor 10 cm. Este flujo de muestreo regulado mediante caudalímetros (F_m : 3 L/min) pasó a través de las trampas ácidas. Con un sistema de cálculo similar al descrito anteriormente se determinó la concentración de NH_3 en F_m que debía de coincidir con la concentración de NH_3 en el flujo general de salida F .

De la misma forma que se calculó la concentración de NH_3 en el aire saliente se determinó la contaminación de NH_3 en el aire entrante (concentración basal) asumiendo que el flujo de entrada y salida eran idénticos, la diferencia en las concentraciones del aire entrante y saliente nos permitió determinar la emisión (g/m^2) en la superficie del simulador estanco.

5. RESULTADOS

Tabla 1. Características de cada explotación, tipo de suelo y de manejo del estiércol en estabulación libre usando cama compostada (CC) o cubículos (CUB) como sistemas de alojamiento.

nº	Tipo de sistema	Tipo de suelo y manejo del estiércol	Área (m²)	Disponibilidad del animal (m²/vaca)	Superficie de evaporación (m²/vaca)
1	Cama compostante	Lecho de deyecciones compostadas, vaciado del lecho cada 6 meses, limpieza mecánica diaria del pasillo de circulación (2/día), no se aplica material extra al lecho	1.199	11,00	11,00
2	Cama compostante	Lecho de deyecciones compostadas, vaciado del lecho cada 6 meses, limpieza mecánica diaria del pasillo de circulación (3/día), no se aplica material extra al lecho	2.903,98	13,17	13,17
3	Cama compostante	Lecho de deyecciones compostadas, vaciado del lecho cada 6 meses, limpieza mecánica diaria del pasillo de circulación (1/día), no se aplica material extra al lecho	1.080,48	13,45	13,45
4	Cubículo	Suelo de cemento, flujo continuo de circulación de deyecciones (cada 3h), fosa vaciada cada 3-4 meses	740	6,72	7,47
5	Cubículo	Suelo de cemento, flujo continuo de circulación de deyecciones (cada 3-4h), fosa vaciada cada 3-4 meses	408	5,48	1,13
6	Cubículo	Suelo de cemento, flujo continuo de circulación de deyecciones (cada 3h), fosa vaciada cada 3-4 meses	447	6,35	1,99

1RamaderiaFontanals, 2 Cal Perches, 3 Cal Padrí,4 RamaderiaGonzàlez, 5Cal Serret, 6 La Saireta

En la Tabla 1 se presentan las condiciones de las instalaciones utilizadas para el ensayo, la selección de las explotaciones se basó en criterios de homogeneidad; sin embargo, cierto grado de variabilidad fue inevitable, y ello podría reflejarse en un incremento en el error experimental, principalmente en el sistema de cama compostante. En la Tabla 1 se presenta el área (m^2) correspondiente a la superficie de almacenamiento de las deyecciones, tanto en las granjas de cama compostante como aquellas en que el purín se almacenó en la balsa. En la columna “disponibilidad del animal” se calculó el área de la que disponía cada vaca presente en el establo. En la columna “superficie de evaporación” se detallan los m^2 por vaca de superficie de deyecciones susceptible a evaporación, calculada a partir del área de superficie de almacenamiento y el número de animales de cada granja. Además, queda detallado el material que conforma el suelo de cada explotación, así como el método y la periodicidad de vaciado de las deyecciones en las instalaciones.

Tabla 2. Ingredientes (kg MF) y composición química (g/Kg MS) en las raciones completas o “unifeed” empleadas durante el ensayo en cada una de las explotaciones comerciales analizadas.

nº	1	2	3	4	5	6
Ingredientes (Kg Materia Fresca/día)						
Ensilado de maíz	15,00	25,00	14,00	25,00	20,00	17,00
Ensilado de raigrás	12,00					10,00
Harina de maíz	7,50			5,00	4,00	
Heno de alfalfa		4,00	4,00	2,50	5,00	2,00
Paja de cebada			1,13	1,00	0,80	0,50
Pulpa de remolacha					1,00	
Semilla de algodón			2,00			
Cascarilla de soja			1,03			
Granos de destilería	20,00	8,00			8,00	4,00
MaízGrano	0,80	4,50	7,15	3,95	1,93	5,52
Cebadagrano					0,48	0,98
Harina de soja	1,50	1,00	2,87	4,65	1,64	4,12
Harina de colza		1,00	1,53	1,10	1,54	1,46
Grasaprotegida		0,26	0,24		0,30	0,36
Otros	0,10		0,04			
Minerales y vitaminas	0,60	0,39	0,43	0,34	0,61	0,57
Materia Fresca (MF) Total	57,50	46,15	34,42	43,54	45,30	46,52
Composición Química (g/Kg Materia Seca)¹						
MS (g/Kg)	397,2	498,2	668,4	556,7	490,3	498,1
PB	164,5	149,3	170	168,2	156,6	171,8
FND	396,8	371,7	330,3	313,9	384,7	334,7
FAD	238,9	225,6	215	191,1	234,6	182,6
CNF	321,4	352,1	380,1	420,1	323,3	356,6
Estimacionesteóricas²						
EM (Mcal/Kg DM)	2,12	2	1,85	2,1	2,02	2,22
PDR (g/McalEMf)	51,09	41,86	45,47	46,41	47,68	46,62
UDP (g/Kg DM)	67,09	61,17	82,99	78,33	65,95	80,06

¹PB= Proteína BUTA, FND = Fibra Neutro Detergente, FAD = Fibra Ácido Detergente, CNF = Carbohidratos no estructurales.

²EM = Energía Metabolizable, PDR = Proteína Degradable en Rumen, UDP = Proteína no Degradable en rumen.

En las seis explotaciones muestreadas se suministran dietas similares, siendo sus ingredientes más importantes y comunes el ensilado de maíz, maíz en grano y turtó de soja. Los detalles de las raciones quedan descritos en la Tabla 2. En general de las tablas se aprecia que el contenido en PB varió entre 171,8 y 149,3 g/kg, de los cuales entre 51,09 y 41,86 g/McalEMf fueron degradables. La disponibilidad de proteína microbiana

sitúa en torno del al umbral de 46 g PD/Mcal EMF (Energía Metabolizable Fermentable, AFRC 1993); con ello podemos afirmar que no hubo limitaciones importantes en la disponibilidad de N por parte de las bacterias ruminales. Sí se aprecia un exceso (10% aproximadamente) sobre las necesidades de Proteína sin degradar estimadas para este tipo de producción; no obstante estos niveles de exceso se utilizan a nivel comercial para asegurar niveles de producción estables.

Tabla 3: Número de animales y características productivas en las vacas en lactación en las explotaciones de vacuno lechero con un sistema de gestión de deyecciones basado cama compostante (Explotaciones 1, 2 y 3) o en cubículos convencionales (Explotaciones 4, 5 y 6) registradas en el periodo invernal (meses de enero a febrero).

Nº	Número de vacas	Número de partos	Intervalo entre partos (días)	MSI (Kg/d)	Producción Lechera (Kg/d)
1	109	-	-	26,4	35,8
2	441	2,31	436	27,4	36,3
3	241	2,20	437	27,2	32,2
4	99	2,4	441	24,3	33,4
5	395	2,5	415	24,9	37,5
6	205	2,49	411	26,9	34,2

En la Tabla 3 se tuvieron en consideración parámetros como el número de vacas presentes, su número de partos e intervalo entre partos, así como los parámetros productivos ingestión (MS, K/d) y producción de leche, los cuales estarían en el rango propuesto por FEFRIC, (2016). El número de partos varió de 2,2 a 2,5 en las granjas analizadas, sin diferencias significativas entre explotaciones y encontrándose dentro del rango normal de nuestro país (FEFRIC, 2016). El intervalo entre partos medio fue de 428 días, de los cuales correspondieron a 368 días de lactación y 60 días de período seco. Valores similares a los descritos por Balcells *et al* (2019, J. Dairy Sci. en prensa), situados también dentro del rango propuesto por FREFRIC (2016).

Tabla 4. Temperaturas medias registradas en las estaciones meteorológicas de Vallfogona de Balaguer, el Poal, Raimat y Torres de Segre, más próximas a las explotaciones de vacuno lechero con un sistema de gestión de deyecciones basado en cama compostante (explotaciones 1, 2 y 3) o en cubículos (explotaciones 4, 5 y 6) registradas en periodo invernal (meses de enero a febrero de 2019).

Sistema	Granja	Periodo de muestreo	Fecha	Temperatura (°C)
CC	1	1	30/01/19	7,1
		2	31/01/19	6,2
	2	1	05/02/19	6,2
		2	06/02/19	5,5
	3	1	12/02/19	3,7
		2	13/02/19	5,1
CUB	4	1	19/02/19	7,9
		2	20/02/19	7,0
	5	1	21/02/19	6,4
		2	25/02/19	7,0
	6	1	26/02/19	9,0
		2	27/02/19	9,4

En la Tabla 4 se muestran las temperaturas medias registradas durante los periodos de muestreo en las estaciones meteorológicas más próximas a las explotaciones (Vallfogona de Balaguer, el Poal, Raimat y Torres de Segre). Las temperaturas registradas concuerdan con las temperaturas habituales en esta época del año (meses de enero a febrero). Sí se precia un ligero aumento en la temperatura conforme avanza el periodo de estudio, habiéndose registrado temperaturas algo más elevadas durante el muestreo en cubículos, aunque en ningún caso las temperaturas medias para ambos tipos de sistemas presentó diferencias estadísticamente significativas ($ES=0,767; p>0.05$)

Tabla 5. Emisión de NH_3 y gases con efecto invernadero expresado por g/m^2 en explotaciones de vacuno lechero con sistema de gestión de deyecciones basado en cama compostante y cubículos. La emisión total para cama compostante corresponde a la emisión dinámica y estática que corresponderían a los gases emitidos durante el proceso de laboreo de la cama o cuando se encuentra en reposo, respectivamente.

Gas	Réplica	Tipo de granja			Cubículo
		Cama Compostante			
		Estática	Dinámica	Total	
CH ₄	1	0,0035	1,80	1,81	0,73
	2	0,0018	1,15	1,15	0,75
	3	0,0062	1,32	1,33	1,59
CO ₂	1	0,4393	222,6	223,1	32,69
	2	0,4317	155,9	156,3	50,52
	3	2,0022	353,7	355,7	39,69
N ₂ O (mg/m ² y día)	1	0,0550	33,89	33,95	0,05
	2	0,0756	28,83	28,90	0,04
	3	0,0332	37,95	37,98	0,01
NH ₃	1	0,2651	1,69	1,96	0,26
	2	0,5085	1,68	2,18	1,31
	3	0,4717	0,73	1,21	1,24

En la tabla 5 se presentan los resultados correspondientes a la emisión de NH_3 y GEI (CH_4 , CO_2 y N_2O) analizados en las tres explotaciones de cama compostante y las tres de sistema de almacenamiento en fosa de purines. Los valores presentados de emisión dinámica equivalen al doble de los registrados durante el muestreo, debido al hecho de que el labrado del lecho se realiza dos veces por día. Las emisiones totales para cama compostante, por lo tanto, son la suma entre ambas fases de emisión.

Para calcular los valores de ambos sistemas presentados en esta tabla se realizó la media de los dos puntos de medición llevados a cabo en cada una de las explotaciones. Sin embargo, si el coeficiente de variación entre ambos puntos de la misma explotación fue superior al 50%, se desestimaron los valores más erráticos.

A partir de los datos presentados en la Tabla 5 se realiza un análisis de varianza ANOVA (SAS 9.2) con tal de comprobar si existen diferencias estadísticas entre las emisiones de ambos sistemas.

Tabla 6. Valores medios correspondientes a la emisión de NH₃ y gases con efecto invernadero (CH₄, N₂O y CO₂) expresado por g/m² en explotaciones de vacuno lechero con un sistema de gestión de deyecciones basado cama compostante. La emisión total corresponde a la emisión dinámica y estática que corresponderían a los gases emitidos durante el proceso de laboreo de la cama o cuando se encuentra en reposo, respectivamente. Se presenta también el análisis de varianza y el error de muestreo obtenido.

Gas	Tipo de granja		ES	Valor de <i>p</i>
	Cama Compostante	Cubículo		
CH ₄	1,43	1,02	0,243	0,30
CO ₂	245,06	40,97	41,586	0,03
N ₂ O(mg/m ² y día)	33,61	0,03	1,857	< 0,01
NH ₃	1,78	0,93	0,318	0,13

¹ = error estándar

A partir de estos resultados se puede apreciar que los mg/m² y día totales presentaron diferencias estadísticamente significativas para los gases CO₂ y N₂O, con valores *p* = 0,03 y *p* < 0,01, respectivamente.

Tabla 7: Emisión de NH₃ y gases con efecto invernadero (CH₄, N₂O y CO₂) expresado por g/vaca/día, considerando animales presentes en la explotación el día de muestreo. Los valores de emisión corresponden a explotaciones de vacuno lechero con un sistema de gestión de deyecciones basado cama compostante. La emisión total corresponde a la emisión dinámica y estática que corresponderían a los gases emitidos durante el proceso de laboreo de la cama o cuando se encuentra en reposo, respectivamente

Gas	Réplica	Tipo de granja			Cubículo
		Cama Compostante			
		Estática	Dinámica	Emisión Total	
CH ₄	1	0,04	19,84	19,88	5,46
	2	0,02	15,15	15,17	0,78
	3	0,08	17,78	17,86	3,46
CO ₂	1	4,83	2.449,1	2.453,92	244,3
	2	5,69	2.053,9	2.059,6	52,19
	3	26,93	4.757,4	4.784,4	86,54
N ₂ O (mg/m ² y día)	1	0,605	372,8	373,4	0,374
	2	0,996	379,6	380,6	0,036
	3	0,447	510,3	510,8	0,016
NH ₃	1	2,92	18,63	21,55	1,93
	2	6,70	22,08	28,77	1,35
	3	6,34	9,88	16,23	2,70

En la Tabla 7 se expresan las emisiones de cada gas expresadas por animal y día. Estos valores se han calculado a partir de los datos presentados en la Tabla 5, multiplicándolos por el espacio disponible por animal (m^2/vaca) expuesto en la Tabla 1.

Tabla 8: Valores medios correspondientes a la emisión de NH_3 y gases de efecto invernadero (CH_4 , N_2O y CO_2) expresado por $\text{g}/\text{vaca}/\text{día}$, considerando los animales presentes en la explotación el día de muestreo. Los valores de emisión corresponden a explotaciones de vacuno lechero con sistema de gestión de deyecciones basado en cama compostante o en fosa de purines. La emisión total corresponde a la emisión dinámica y estática que corresponderían a los gases emitidos durante el proceso de laboreo de la cama o cuando esta se encuentra en reposo, respectivamente. Se presenta también el análisis de varianza y las diferencias obtenidas.

Gas	Tipo de granja		ES	Valor de <i>P</i>
	Cama Compostante	Cubículo		
CH_4	17,64	3,23	1,360	< 0,01
CO_2	3.099,3	127,7	602,64	0,03
N_2O (mg/m^2 y día)	421,6	0,14	31,569	< 0,01
NH_3	22,18	1,99	2,586	0,01

Al igual que para los resultados expresados por metro cuadrado y día, se vuelve a realizar un análisis ANOVA para comprobar si las diferencias son significativas.

En el caso de los resultados expresados por animal y día se han apreciado diferencias estadísticamente significativas para los cuatro gases contaminantes analizados (todos los valores de *p* han sido < 0,05).

6. DISCUSIÓN

En este ensayo se ha realizado una comparación entre los niveles de emisión diarios de NH_3 como gas tóxico y los gases de efecto invernadero CH_4 , CO_2 , N_2O en dos sistemas de alojamiento en estabulación libre con dos tipos de gestión de las deyecciones, mediante cama compostante o el sistema convencional de recogida de deyecciones mediante arrobaderas que, a diferentes intervalos (Tabla 1) transportan la deyecciones a la balsa de purín. Este estudio se realizó en invierno (meses Enero-Febrero) y se enmarca en un estudio más amplio en el cual se analiza el efecto de la temperatura en los procesos de emisión de los gases citados previamente.

Se han escogido tres explotaciones de cada tipo, todas situadas en un entorno muy similar (zona periurbana de Lleida) utilizando el mismo tipo de animal y manejo productivo. Todas las granjas son comerciales y el protocolo de muestreo se ha diseñado para lograr la mínima interferencia con el proceso productivo; aun así diferencias entre las explotaciones conformantes del estudio persisten en lo que se refiere al número de animales y condiciones de instalación dentro de cada grupo (tabla 1). Es difícil predecir el impacto de dichas diferencias, y posiblemente se reflejen en un incremento en el error experimental. No obstante, cabe señalar que es complicado determinar las emisiones de gases contaminantes a nivel comercial en diversas explotaciones y que estas sean completamente idénticas.

Analizar las emisiones gaseosas no es una tarea fácil (Harper et al., 2009) dadas las dificultades relacionadas con el potencial número de factores de variación existentes; entre ellos y al inicio de esta discusión debemos hacer referencia a los más importantes. Para algunos gases su emisión dependerá de la superficie evaporativa o de exposición y laboreo (Atzori et al., 2009); sin embargo, en otros casos como el del CH_4 , la acumulación de deyecciones tanto en la cama compostante como en la balsa de purín va a tener una efecto relevante que en el presente ensayo, al tratarse de explotaciones comerciales, no se pudo controlar. En el caso del N_2O la relación entre su emisión y la superficie o la profundidad del estercolero no ha sido descrita como en el caso del CH_4 . Asimismo, la ventilación es un factor importante a la hora de determinar las emisiones de determinados gases contaminantes; por ejemplo, mayores emisiones de NH_3 se han relacionado con tasas altas de ventilación (Deng et al., 2015). Sin embargo, en el caso del presente Trabajo la tasa de ventilación fue nula en el caso del sistema de cama compostante, dado que se utilizó un compartimento-simulador estanco, por lo que en este sentido difirió a las condiciones reales de este sistema, pudiendo subestimar las emisiones de determinados gases. El efecto del muestreo no fue relevante en el caso de los sistemas convencionales de recogida de purín con cubículos; no obstante, al muestrear los niveles de emisión y la instalación de las CFP en el lecho compostante, la superficie de muestreo ($3 \times 3 \text{ m}^2$, ver apartado 4.2.1.) debió de ser aislada de los animales

con tal de evitar accidentes, por lo que existió en esta zona la consiguiente alteración del medio de muestreo.

Al comparar las emisiones totales en mg/m^2 y día (Tablas 5 y 6) entre ambos sistemas, se puede comprobar que los resultados obtenidos en cama compostante son en general superiores a los registrados en cubículos; para las emisiones de CH_4 y NH_3 los valores aparecen bastante cercanos entre ambos sistemas, pero son muy dispares en los gases CO_2 y N_2O , existiendo tras la realización de un análisis de varianza diferencias estadísticamente significativas para ambos ($p = 0,03$ y $p < 0,01$, respectivamente). Sobre los resultados relativos al sistema de cama compostante, tal y como se puede apreciar, las cantidades emitidas de cada uno de los gases analizados fueron superiores en la FD, cuando se realizaba un labrado del lecho mediante el motocultor. Estos resultados cobran aún más relevancia si se tiene en cuenta que el periodo de medición de gases en la FD fue de dos horas al día, mientras que en FE la duración del mismo fue de 24 horas. El hecho de que el paso de la grada rotativa sobre el lecho produzca semejantes cantidades de emisiones se explica teniendo en cuenta que al remover las deyecciones, gran parte de los gases acumulados bajo esa capa de lecho son liberados, registrándose así niveles muy elevados de cada gas. La variabilidad presente entre explotaciones para cada uno de los gases se determinó mediante el coeficiente de variación. Así pues, en el caso del sistema de cama compostante hubo una variabilidad entre las explotaciones 1, 2 y 3 del 16,99% en el caso del CH_4 , del 16,96% para el CO_2 , del 5,52% en el N_2O y del 17,86% en el caso del NH_3 . El coeficiente de variación, en todo caso, fue bastante similar para todos los gases, siendo inferior el del N_2O . No obstante, al realizar la estimación del coeficiente de variación para las tres explotaciones correspondientes al sistema de cubículos, se hallaron porcentajes más elevados. En el caso del CH_4 esta variación fue del 23,82%, del 100,15% para el CO_2 , del 619% para el N_2O y del 34% para el NH_3 . Estos altos porcentajes de variación entre las explotaciones de sistema de cubículos se puede explicar por la heterogeneidad existente en las condiciones de cada una de las fosas de purín; cada una poseía diferente profundidad así como variaciones en la capacidad de almacenamiento. Asimismo, en alguna de ellas existía una costra en la superficie de las deyecciones, factor que tal y como se comentará posteriormente puede afectar a las emisiones de gases contaminantes. Para todas las explotaciones de cama compostante los mayores niveles de emisión registrados correspondieron al CO_2 , con una media de $245,06 \text{ g/m}^2$ y día. En caso de cubículos, las emisiones de CO_2 también fueron las predominantes para las tres explotaciones, con una media de $40,97 \text{ g/m}^2$ y día. El segundo gas del que mayores emisiones fueron registradas fue el NH_3 , seguido muy de cerca por el CH_4 . En el caso de la explotación 3 de cama compostante y la 4 de cubículos, sin embargo, los niveles de CH_4 fueron ligeramente superiores que los de NH_3 .

Respecto a las Tablas 7 y 8, en las cuales se recogen las emisiones expresadas en g/vaca y día, se puede apreciar que existen diferencias significativas tras la realización de un análisis de varianza entre los dos sistemas tratados en el estudio para los cuatro gases

contaminantes analizados ($p = 0,03$ para el CO_2 , $p = 0,01$ para el NH_3 y $p < 0,01$ para el CH_4 y el N_2O), en todos los casos con mayores emisiones generadas por el sistema de cama compostante. A la hora de estimar la variabilidad entre explotaciones, los coeficientes de variación resultantes fueron, en el caso de cama compostante, de 7,7% para el CH_4 , de 19,4% para el CO_2 , de 7,14% para el N_2O y de 11,65% para el NH_3 . Estos valores, al igual que en el caso previo, aparecen bastante similares entre sí, por lo que la variabilidad entre las explotaciones de cama compostante no fue muy elevada. Sin embargo, los coeficientes de variación para las emisiones gaseosas registradas en las explotaciones del sistema de cubículos sí resultaron muy elevados: 39% para el CH_4 , 471,9% para el CO_2 , 22.549% para el N_2O y 129,94% para el NH_3 . Estos porcentajes tan elevados se traducen en que los m^2 de superficie de emisión por animal son muy dispares entre las explotaciones que disponen de fosa de purines; en el caso de la explotación 4, por ejemplo, se dispone de 7,47 m^2 vaca respecto a los 1,03 m^2 /vaca y 2,18 m^2 /vaca de las explotaciones 5 y 6. Al igual que en el caso previo, en el sistema de cama compostante los mayores niveles de emisión registrados correspondieron al CO_2 , con una media de 3.099,3 g/vaca y día, seguido por el NH_3 (22,18 g/vaca y día) y por el CH_4 (17,64 g/animal y día). En el caso del sistema de cubículos el CO_2 también fue el gas predominante, con una media de 127 g/vaca y día; sin embargo, en este caso el segundo gas con mayores fue el CH_4 (3,23 g/vaca y día) en lugar del NH_3 (1,99 g/vaca y día).

Respecto a las emisiones de CH_4 , de acuerdo con la bibliografía encontrada, estarían principalmente asociadas a sistemas de almacenamiento en forma líquida (como sería el caso de cubículos) o compactada, donde se consiguen mejores condiciones de anaerobiosis estricta (Chadwick et al., 2011; Petersen et al., 2013) permitiendo así la actuación de microorganismos metanógenos y por ende favoreciendo la metanogénesis y consecuente liberación de CH_4 a la atmósfera (Pratt et al., 2015; Amon et al., 2001). Según los resultados del presente Trabajo, sin embargo, se ha visto que ha sido en sistemas de cama compostante, el cual se encuentra en una mayor condición aeróbica, donde ha habido mayores producciones de CH_4 , pese a no existir diferencias estadísticamente significativas. Durante la FD fue cuando las emisiones de este gas realmente fueron superiores al comparar entre ambos sistemas, hecho que podría explicarse debido a que el paso de la grada rotativa sobre el lecho removiendo las deyecciones genera que gran parte de los gases acumulados bajo esa capa sean liberados hacia la atmósfera, por lo que pese a que condiciones aeróbicas de la FD frenarían el proceso de metanogénesis, la disrupción del lecho compactado liberaría el CH_4 retenido bajo el mismo.

Respecto a las emisiones de CO_2 , el compostaje realizado en las explotaciones de cama compostante transforma materia orgánica degradable en CO_2 y agua bajo condiciones predominantemente aeróbicas (Chadwick et al., 2013). Una vez el CO_2 es liberado, el pH del lecho se vuelve más básico, propiciando así el paso de NH_4^+ a NH_3 (Hafner et al.,

2017). La superficie líquida de la fosa en contacto con el aire, asimismo, propicia una mayor liberación de CO_2 y NH_3 (Petersen et al., 2013).

Las emisiones de NH_3 , tal y como se ha comentado, son principalmente generadas por la degradación de la urea mediante ureasas bacterianas, las cuales están presentes en el estiércol y entran en contacto con la urea cuando ambas deyecciones son mezcladas (Aarnink et al., 2007). Esta reacción tiene lugar de forma muy rápida, por lo que dado que en sistemas de cama compostada el ganado reside sobre un lecho conformado por sus propias deyecciones, sobre las cuales depositan también la orina que estos generan, se desencadena así una rápida emisión de NH_4 . Las emisiones de NH_3 se verán muy fuertemente condicionadas por el nivel de proteína presente en la dieta; se estima que entre el 70 y el 90% (dependiendo de la fase fisiológica) del Nitrógeno ingerido por ganado bovino es excretado (Peyraud et al., 2012). Una vez este es excretado, se estima que las pérdidas en forma de NH_3 pueden alcanzar el 50% del Nitrógeno excretado (MWPS, 2001).

En el caso del N_2O , las condiciones anaeróbicas en las fosas de deyecciones presentes en sistemas de cubículo proporcionan pocas oportunidades para que el NH_4^+ sea nitrificado. Por lo tanto, mantener el estiércol en condiciones aeróbicas tendría como consecuencia mayores emisiones de N_2O (Webb et al., 2012; Chadwick et al., 2005; Chadwick et al., 2011), lo cual podría explicar que en el caso del presente Trabajo los resultados en FD de cama compostante, durante la cual se realiza una oxigenación del lecho, las emisiones de este gas se vean aumentadas.

Cabe destacar que en sistemas de cubículos, en los cuales es frecuente la existencia de una costra orgánica superficial en la fosa de deyecciones, esta actuaría favoreciendo la actuación de bacterias oxidantes de CH_4 (MOB), cuya acción mitigaría las emisiones de este gas (Sharma et al., 2011). Esta costra, además, sería abundante en NH_3 , y reacciones de nitrificación-desnitrificación podrían interferir en la formación de CH_4 (Duan et al., 2013). Por este motivo, pese a que la presencia de costra en la fosa actuase como una barrera en la formación de CH_4 , puede proporcionar condiciones aeróbicas que, por lo tanto, permitieran que se dieran lugar procesos de nitrificación con la consecuente generación de N_2O (Chadwick et al., 2011), lo cual concuerda con que los resultados más elevados para el N_2O en sistemas de cubículos correspondan a la explotación 4, en la cual existía una costra. Comentar además que, dado que en sistemas de cama compostante la superficie de las deyecciones es superior que la correspondiente a sistemas de fosa (debido a que el área de la misma es de menores dimensiones), habrá más opciones de que los gases sean liberados a la atmósfera.

Al buscar ejemplos similares en la bibliografía, se ha comprobado que este tema ha sido muy poco tratado, por lo que se buscan estudios similares con los que poder contrastar información. La metodología existente del IPCC para estimar las emisiones del estiércol

no es adecuada para describir el manejo a nivel de granja, por lo que la adopción de métodos de estimación de GEI con una mejor representación de la variabilidad puede ofrecer la flexibilidad necesaria para cuantificar los efectos del manejo del estiércol, así como de los posibles potenciales de mitigación (Petersen et al., 2018). Varios modelos han sido planteados para la estimación de gases contaminantes originados desde las deyecciones de ganado vacuno lechero (Søren et al., 2018; Sommer et al., 2004a; Sommer et al., 2004b; Pinder et al., 2003). El uso de cámaras de medición colocadas sobre la superficie de las deyecciones como método de determinación ha sido previamente empleado; Sommer *et al.* (2004) empleó cámaras estáticas de medición para la determinación de gases contaminantes en pilas de estiércol compostado de ganado vacuno, los cuales analizó al igual que en nuestro caso mediante cromatografía de gas. Asimismo, en estudios sobre las emisiones generadas en ganado porcino también se han empleado métodos similares de medición a partir de estructuras similares a las CFP utilizadas en este trabajo (Jarret et al., 2012; Le et al., 2008), en los cuales se estudia principalmente el efecto de la nutrición, ya sea a nivel proteico, fibroso o de carbohidratos fermentables sobre las emisiones de gases contaminantes. Seradj *et al.* (2018) empleó la misma metodología para la determinación de GEI usada en este Trabajo para la estimación del impacto que la reducción de la PB y el incremento de la fibra tenía sobre las emisiones gaseosas en cerdos en crecimiento, encontrando que dietas abundantes en Proteína incrementaban las emisiones de NH_3 , así como altos contenidos en fibra digestible generaban mayores emisiones de CH_4 . Jarret *et al.* (2012) relacionó además dietas con alto contenido en fibra con menores emisiones de NH_3 .

En relación con las emisiones originadas por vacuno de leche, Harper *et al.* (2009) estimó que las emisiones de NH_3 originadas desde fosas de almacenamiento durante el periodo de invierno fueron inexistentes; sin embargo, su estudio se llevó a cabo en una zona geográfica donde el rango de temperaturas osciló entre los -20°C y los 4°C , por lo que la superficie de las fosas se encontraba congelada, impidiendo así la liberación de NH_3 . Owen *et al.* (2015) realizó un resumen de las medias y rangos de las tasas de emisión de N_2O y CH_4 medidas por diversos estudios. Al comparar con los resultados obtenidos en el presente Trabajo, se aprecia que las estimaciones medidas en kg de gas/animal y año expuestas en su artículo sobre los gases CO_2 , CH_4 y N_2O para el sistema de cubículos fueron en todos los casos superiores a las obtenidas en este Trabajo [sistema de cama compostada: 101 versus 1,16 (CH_4); 0,3 versus $<0,001$ (N_2O); 687 versus 46,35 (CO_2)]. Las comparaciones para el sistema de cama compostante se realizaron contra lo estimado como “sólido” en el estudio de Owen, pese a no tratarse de las mismas condiciones de almacenamiento. En este caso, los valores estimados en el estudio fueron superiores [13 versus 6,4 (CH_4); 1,1 versus 0,15 (N_2O)], excepto en el caso del CO_2 , del cual fueron superiores las emisiones registradas en el presente Trabajo (1.131,13 versus 754).

7. CONCLUSIONES

Con los resultados obtenidos en este Trabajo, y considerando la discusión previa, se ha llegado a las siguientes conclusiones:

- La dinámica de formación de los principales gases contaminantes generados por la ganadería es diferente entre ellos; situaciones anaeróbicas reducirían la formación de N_2O , NH_3 y CO_2 pero aumentarían la de CH_4 . Por este motivo, es complicado encontrar un sistema de alojamiento cuyas condiciones sean adecuadas para la mitigación del conjunto de gases contaminantes.
- El sistema de alojamiento de vacuno lechero conocido como cama compostante produce en general mayores emisiones de gases contaminantes que el sistema de cubículos, y ello fue así para el CO_2 ($245,06 \text{ g/m}^2 \text{ y día}$ versus $40,97 \text{ g/m}^2 \text{ y día}$) y para el N_2O ($33,61 \text{ mg/m}^2 \text{ y día}$ versus $0,03 \text{ mg/m}^2 \text{ y día}$). Dentro del sistema de cama compostante, ha sido la FD la responsable de esa diferencia en las emisiones entre ambos sistemas. La emisión media de la fase estática en el caso del CO_2 fue de $0,95 \text{ g/m}^2 \text{ y día}$, mientras que las emisiones registradas en la fase dinámica tuvieron un valor de $244,06 \text{ g/m}^2 \text{ y día}$; en el caso del N_2O , se registró un valor de $0,054 \text{ mg/m}^2 \text{ y día}$ para la fase estática respecto a $33,55 \text{ mg/m}^2 \text{ y día}$ en la fase dinámica.
- Además de que se ha visto que en sistema de cubículos las emisiones contaminantes son menores, estas serán más sencillas de controlar. Esto se explica debido al hecho de que dado que las deyecciones se encuentran almacenadas en una fosa en la cual permanecen intactas y apartadas de la acción del ganado
- Este estudio ha sido realizado durante una única época del año, en la cual las temperaturas eran bajas; por ello sería interesante comprobar la forma en la que variarían estas emisiones si el análisis se realizara en época estival.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Aarnink, A. J. A., & Verstegen, M. W. A. (2007). Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livestock Science*, 109(1–3), 194–203.
<https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.01.112>
- Amon, B., Amon, T., Boxberger, J., & Alt, C. (2001). Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60(1–3), 103–113.
<https://doi.org/10.1023/A:1012649028772>
- Astiz, S. et al. (2014). Utilización de cama compostada durante el secado *. *Revista Frisona*, 25–27.
- Barret, M., Gagnon, N., Topp, E., Masse, L., Massé, D. I., & Talbot, G. (2013). Physico-chemical characteristics and methanogen communities in swine and dairy manure storage tanks: Spatio-temporal variations and impact on methanogenic activity. *Water Research*, 47(2), 737–746. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.047>
- Blanes-Vidal, V., Hansen, M. N., Pedersen, S., & Rom, H. B. (2008). Emissions of ammonia, methane and nitrous oxide from pig houses and slurry: Effects of rooting material, animal activity and ventilation flow. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 124(3–4), 237–244.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.10.002>
- Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fanguero, D., Cardenas, L., Amon, B., & Misselbrook, T. (2011). Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167, 514–531.
<https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.036>
- De Blas, C., García Rebollar, P., Cambra López, M., Torres, A. G., & Animal, F. E. para el D. de la N. (2008). Contribución de los rumiantes a las emisiones de gases con efecto invernadero. *XXIV Curso de Especialización FEDNA - Avances En Nutrición y Alimentación Animal*, 109–117.
- Deng, J., Li, C., & Wang, Y. (2015). Modeling ammonia emissions from dairy production systems in the United States. *Atmospheric Environment*, 114, 8–18.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.05.018>
- FAO. (2006). La larga sombra del ganado. In *Organización De Las Naciones Unidas Para La Agricultura Y La Alimentación*. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- FEFRIC. (2016). *Control lleter de la raça frisona a Catalunya 2015*. Retrieved from http://fefric.com/cat/resum_anual_2015.pdf
- Gencat. (2019). *Dades Conjunturals Del Sector Boví Lleter a Catalunya Document Tècnic Mensual , Any 2018*. 19.
- Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B. et al. (2013). Reducing enteric methane and livelihoods Win - Win opportunities for farmers. In *Most* (Vol. 14).
<https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.074>
- Gerber, PJ, Steinfeld, Henderson, Mottet, Opio, ... Tempio. (2013). *A globAl Assessment of emissions And mitigAtion opportunities*. Retrieved from www.fao.org/publications

- Goldman, F. H., & Jacobs, M. B. (1953). Chemical methods in industrial hygiene. Retrieved September 17, 2019, from https://www.researchgate.net/publication/31674648_Chemical_methods_in_industrial_hygiene_FH_Goldman_MB_Jacobs
- Harper, L. A., Flesch, T. K., Powell, J. M., Coblenz, W. K., Jokela, W. E., & Martin, N. P. (2009). Ammonia emissions from dairy production in Wisconsin. *Journal of Dairy Science*, 92(5), 2326–2337. <https://doi.org/10.3168/jds.2008-1753>
- Jarret, G., Cerisuelo, A., Peu, P., Martinez, J., & Dourmad, J. Y. (2012). Impact of pig diets with different fibre contents on the composition of excreta and their gaseous emissions and anaerobic digestion. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.029>
- Le, P. D., Aarnink, A. J. A., Jongbloed, A. W., van der Peet-Schwering, C. M. C., Ogink, N. W. M., & Verstegen, M. W. A. (2008). Interactive effects of dietary crude protein and fermentable carbohydrate levels on odour from pig manure. *Livestock Science*, 114(1), 48–61. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.04.009>
- Melrose, J., Perroy, R., & Careas, S. (2015). El papel del ganado en el cambio climático y en la contaminación atmosférica. *Statewide Agricultural Land Use Baseline 2015*, 1. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Morazán, H. J. (2013). Quantification of CH₄, NH₃ and N₂O emission from growing-finishing pigs : the effect of protein and fibre levels in their ration. *XV Jornadas Sobre Produccion Animal*, (May), 4–7.
- Moss, A., Jouany, J.-P., Newbold, J., & Moss, A. R. (2000). *Methane production by ruminants: its contribution to global warming*. 49(3), 231–253. <https://doi.org/10.1051/animres:2000119>
- NRCS. (2007). *Manure Chemistry*. (August).
- Núñez, H. M. (2014). *Emisión de amoníaco (NH₃) y gases con efecto invernadero (CH₄ y N₂O) en cerdos en crecimiento : efecto del nivel de proteína y fibra de la ración Memoria presentada por Henris Jobany Morazán Nuñez para optar el grado de Doctor por la Universidad d. (c)*, 223 p. Retrieved from <http://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/285580/Thjmn1de3.pdf?sequence=5&isAllowed=y>
- Owen, J. J., & Silver, W. L. (2015). Greenhouse gas emissions from dairy manure management: A review of field-based studies. *Global Change Biology*, 21(2), 550–565. <https://doi.org/10.1111/gcb.12687>
- Pachauri, R. K., Reisinger, A., Bernstein, L., Bosch, P., Canziani, O., Chen, Z., ... Madan, P. (2007). *Cambio climático 2007 Equipo de redacción principal Equipo de redacción principal OMM PNUMA*. Retrieved from https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_sp.pdf
- Pérez Espejo, R. (2008). Testimonio: El Lado Oscuro de la Ganadería. *Problemas Del Desarrollo. Revista Latinoamericana de Economía*, 39(154), 217–227.
- Petersen, S. O., Blanchard, M., Chadwick, D., Del Prado, A., Edouard, N., Mosquera, J., & Sommer, S. G. (2013). Manure management for greenhouse gas mitigation. *Animal*, 7(Specialissue2), 266–282. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000736>
- Petersen, Søren O. (2018). Greenhouse gas emissions from liquid dairy manure: Prediction and

- mitigation. *Journal of Dairy Science*, 101(7), 6642–6654. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13301>
- Pinder, R. W., Anderson, N. J., Strader, R., Davidson, C. I., & Adams, P. J. (2003). *Ammonia Emissions from Dairy Farms: Development of a Farm Model and Estimation of Emissions from the United States*.
- Sanjo, V. J., Sejian, V., Bagath, M., Ratnakaran, A. P., Lees, A. M., Al-hosni, Y. A. S., ... Gaughan, J. B. (2016). *Modeling of Greenhouse Gas Emission from Livestock*. 4(April), 1–10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00027>
- Sanz, S. C. (2007). *TÍTULO DE LA ACCIÓN : Emisión de amoníaco 1 . Propiedades del Amoníaco incoloro con un fuerte olor irritante , aún a bajas concentraciones .* 1–23.
- Seradj, A. R., Balcells, J., Morazan, H., Alvarez-Rodriguez, J., Babot, D., & De la Fuente, G. (2018). The impact of reducing dietary crude protein and increasing total dietary fiber on hindgut fermentation, the methanogen community and gas emission in growing pigs. *Animal Feed Science and Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2018.09.005>
- Sommer, S. G., McGinn, S. M., Hao, X., & Larney, F. J. (2004). Techniques for measuring gas emissions from a composting stockpile of cattle manure. *Atmospheric Environment*, 38(28), 4643–4652. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.05.014>
- Sommer, S. G., Petersen, S. O., & Møller, H. B. (2004). Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69(2), 143–154. <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000029678.25083.fa>
- Stanislao, A., Boe, R., Carta, P., Fenu, A., Spanu, G., Helena Dias Francesconi, A., & Cannas, A. (2009). Italian Journal of Animal Science Estimation of nitrogen volatilisation in the bedded-pack of dairy cow barns Estimation of nitrogen volatilisation in the bedded-pack of dairy cow barns. *Ital.J.Anlm.Scl*, 8, 253–255. <https://doi.org/10.4081/ijas.2009.s2.253>
- Vac, S. C., Popița, G. E., Frunzeti, N., & Popovici, A. (2013). Evaluation of greenhouse gas emission from animal manure using the closed chamber method for gas fluxes. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 41(2), 576–581.
- Waldrip, H. M., Todd, R. W., Parker, D. B., Cole, N. A., Rotz, C. A., & Casey, K. D. (2016). *Nitrous Oxide Emissions from Open-Lot Cattle Feedyards: A Review*. 1797–1811. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.04.0140>
- Webb, J., Sommer, S.G., Kupper, T., Groenestein, K., Hutchings, N.J., Eurich-Menden, B., Rodhe L, Misselbrook, T.H.and Amon (2012). Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during the management of solid manures.*SustainableAgriculture*